Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région du Pacifique | Réponse des Sciences 2014/011

EXAMEN TECHNIQUE DES EFFETS DU PROJET D'ÉNERGIE PROPRE DU SITE C SUR LES POISSONS DE LA RIVIÈRE DE LA PAIX (COLOMBIE-BRITANNIQUE) ET LEUR HABITAT

Contexte

La British Columbia Hydro and Power Authority (BC Hydro, ci-après nommée le « Promoteur ») propose de construire et d'exploiter un barrage hydroélectrique sur le site C de la rivière de la Paix, près de Fort St John, en Colombie-Britannique (le projet d'énergie propre du site C, ci-après nommé le « Projet »). Le projet proposé pour le site C constituera le troisième d'une série de barrages hydroélectriques construits sur la rivière de la Paix. Il s'agira d'une centrale au fil de l'eau située en aval des deux réservoirs existants. La durée prévue de la phase de construction du Projet est de 8 ans et sa durée de vie utile s'élèverait à plus de 100 ans. On ne prévoit pas de phase de démantèlement pour le Projet. Les principaux éléments du Projet sont les suivants : un barrage en terre, une centrale, un réservoir, des routes d'accès et deux nouvelles lignes de transport de 500 kV CA. La construction d'un barrage de 60 m de haut déplacerait vers l'aval le point de régulation du débit, qui ne serait plus le barrage Peace Canyon, mais le site C, ce qui créerait un réservoir de 83 km de long.

La rivière de la Paix constitue un habitat du poisson et un couloir de migration important entre les différents habitats qui permettent aux poissons de compléter leur cycle vital. Parmi les effets potentiels du Projet, on peut citer les changements concernant la quantité, la qualité et la disponibilité de l'habitat du poisson (p. ex., changements de la température de l'eau, du débit, de la sédimentation, de la productivité aquatique, etc.); des changements concernant l'abondance, la santé et la survie du poisson (p. ex., des changements concernant la diversité des espèces, l'aire de répartition et l'abondance relative). Les mesures d'atténuation proposées pour compenser les effets potentiels passent par la construction de composantes de l'habitat supplémentaires, la mise au point de compensations pour toute perte d'habitat du poisson par des habitats équivalents, la plantation d'arbres sur les berges, l'installation d'une passe à poissons de piégeage et transport en amont, et une conception du projet visant à réduire au minimum l'entraînement de poissons et la sédimentation, à éviter l'échouement des poissons et à réduire le niveau total de gaz dissous. Le Promoteur a proposé des programmes de surveillance et de suivi en vue d'évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation et de surveiller les effets du projet sur le poisson et l'habitat du poisson.

Le projet d'énergie propre du site C fait l'objet d'une évaluation environnementale menée par une Commission d'examen conjoint fédérale/provinciale. Pêches et Océans Canada (MPO) devra présenter, au cours des audiences prévues pour le mois de janvier 2014, des preuves relatives à ses domaines d'expertise, à savoir les effets du Projet sur le poisson et l'habitat du poisson, l'efficacité et la pertinence des mesures d'atténuation, les possibilités de compensation, les programmes de surveillance et de suivi proposés par le Promoteur et les conclusions de l'énoncé des incidences environnementales (EIE) du Projet.

Les responsables du Programme de protection des pêches de la région du Pacifique du MPO ont demandé à ce que le Secteur des Sciences réalise une évaluation scientifique de l'énoncé des incidences environnementales (EIE) afin d'aider à préparer la soumission du MPO à la Commission d'examen conjoint du projet d'énergie propre du site C.

Plus précisément, l'objectif de la présente réponse des Sciences est de répondre à ces quatre questions :

1. L'EIE caractérise-t-il avec exactitude la productivité et les processus aquatiques qui ont une incidence sur la productivité aquatique au sein du réservoir proposé en amont du site C?
2. Les conclusions de l'EIE sur la productivité aquatique après la construction du barrage sont-elles valables?
3. L'EIE caractérise-t-il de manière précise les effets potentiels sur le poisson et l'habitat du poisson en amont et en aval du site C pendant les phases d'exploitation?
4. Les conclusions sur l'étendue, la durée et l'importance des effets résiduels et cumulatifs sur les espèces de poissons et leurs habitats sont-elles raisonnablement valables?

Il convient de signaler que dans l'ensemble du présent examen, les citations de l'énoncé des incidences environnementales d'août 2013 (EIE; BC Hydro 2013) renverront aux volumes (vol.), sections (sect.), parties et annexes (ann.) correspondants. On adoptera la pagination suivante pour les principaux volumes de l'EIE : *xx-nn*, ou *nn* indiquera le numéro de page et *xx*, la section. Dans le présent rapport, le terme « de référence » renvoie aux conditions actuelles (site C avant le Projet) mentionnées dans l'EIE.

La présente réponse des Sciences découle du processus spécial de réponse des Sciences mené en novembre 2013.

Renseignements de base

La rivière de la Paix est un grand tributaire du fleuve Mackenzie qui prend sa source dans le nord des Montagnes Rocheuses et coule vers l'est jusqu'au delta Paix-Athabasca dans le nord de l'Alberta. En ce qui concerne les poissons, la rivière de la Paix est particulièrement riche en espèces comparée à d'autres rivières de la Colombie-Britannique, car elle a été colonisée par des espèces de l'Arctique, du Pacifique et des grandes plaines au cours de la dernière déglaciation (Lindsey et McPhail 1986). Le barrage de Peace Canyon a fortement contribué à limiter la colonisation de l'amont de la rivière par les espèces des grandes plaines. Toutefois, plusieurs espèces du Pacifique, comme la sauvagesse du nord (*Ptychocheilus oregonensis*) et le ménomini de montagnes (*Prosopium williamsoni*), se sont établies en aval du canyon.

La construction de deux barrages dans le cours principal (Bennett [1968] et Peace Canyon [1980]) de la rivière de la Paix au Peace Canyon et la création de deux réservoirs (Williston et Dinosaur) ont eu une incidence sur l'habitat du poisson et l'abondance du poisson, la diversité et l'aire de répartition. La productivité et la composition des espèces de poisson dans les deux réservoirs existants revêtent une importance considérable pour le projet du site C, car ces deux facteurs auront une grande influence sur les milieux récepteurs situés en aval. Les conditions au sein des réservoirs ont changé depuis leur création et les communautés de poissons sont en pleine évolution (Stockner *et al.* 2005, Sebastian *et al.* 2009).

La régulation des débits en aval du barrage de Peace Canyon a eu des impacts bien documentés sur le chenal du cours d'eau en raison de la diminution du débit de pointe (Church 1995). Des impacts sur la faune ichtyologique sont également probables sous l'effet des changements de température, de turbidité et des modèles d'écoulement saisonniers, ainsi que des impacts liés à la mortalité des poissons et à la perturbation de l'habitat en raison d'importantes fluctuations quotidiennes du débit (Cushman 1985).

Ainsi, la diversité, l'abondance et la productivité actuelles du poisson sont le fruit de l'histoire zoogéographique de la région à laquelle se superposent les effets des aménagements

hydroélectriques existants. Des études approfondies de la rivière, des réservoirs et de leurs populations de poissons ont été menées, entre autres, par BC Hydro dans le cadre du Peace-Williston Fish and Wildlife Compensation Program, du Peace River Water Use Plan et, plus particulièrement, de l'EIE du site C. Ces études servent de base à l'évaluation des effets du projet du site C.

Analyse et réponse

Le réservoir du site C

La construction du barrage du site C formera un réservoir de 83 km de long et d'environ 1 km de large qui s'étendra en amont du bief aval du barrage de Peace Canyon. En plus d'inonder la vallée de la rivière de la Paix, le réservoir aura un effet de remous dans le cours inférieur des tributaires, notamment les rivières Halfway et Moberly. La profondeur maximale du réservoir sera d'à peu près 55 m (sect. 4) contre la paroi du barrage.

La plage de fonctionnement du réservoir est relativement réduite (0,6 m) et les débits de production au barrage sont étroitement liés à ceux des barrages de Bennet et de Peace Canyon. On estime le temps de renouvellement de l'eau à entre 20 et 30 jours (ann. Q3, fig. 5.2); les valeurs sont proches de la limite supérieure au printemps et en été lorsque les lâchés d'eau pour la production sont moins importants.

Production aquatique du futur réservoir du site C

Modélisation de la productivité primaire

Le Promoteur s'est servi du modèle CE-QUAL-W2 (Cole and Wells 2008) (vol 2, ann. P, partie II) pour estimer la qualité de l'eau et la production primaire de biomasse futures au sein du réservoir du site C, qui servent d'intrants pour la production secondaire et la modélisation des pêches (modèles de biomasse propres aux espèces, le modèle ECOPATH; Christensen et Walters 2004). L'objectif de cet exercice de modélisation consistait à évaluer les changements en matière d'assemblages de poissons et de production qui découlent du passage d'un système fluvial à un système lacustre. À défaut de données sur le réservoir du site C, le Promoteur a utilisé un ensemble exhaustif de données physiques (bathymétriques, hydrodynamiques et climatiques) et une quantité moins importante de données sur la qualité de l'eau (c.-à-d. sur la chimie des éléments nutritifs, le total des solides en suspension [TSS]) et la production primaire (phytoplancton et périphyton) tirées du réservoir Dinosaur et de la rivière de la Paix afin de calibrer le modèle CE-QUAL-W2. On a effectué une simulation avec le modèle CE-QUAL-W2 dans le réservoir du site C dans le but de prévoir les conditions futures au cours de deux périodes : 1) la phase initiale de l'exploitation du réservoir; 2) la phase avancée d'exploitation du réservoir. Une analyse de sensibilité a également été réalisée pour évaluer l'amplitude potentielle de la variation des biomasses de phytoplancton et de périphyton causée par les variations du débit, des TSS et des éléments nutritifs limitants.

Le modèle CE-QUAL-W2 (vol. 2, ann. P, partie I) prévoit des pics saisonniers de la biomasse algale (entre juillet et septembre) provoqués presque exclusivement par les charges en éléments nutritifs des tributaires; on prévoit que les niveaux de production des phases d'exploitation initiale et avancée soient similaires en raison de l'érosion minimale des rives prévue (0,42-0,67 Mt/an) et des effets limités sur la turbidité de la colonne d'eau et la lumière qui parvient aux producteurs primaires. Selon les prévisions, la production primaire globale dans le réservoir du site C devrait être semblable ou supérieure à la productivité estimée pour la rivière de la Paix en aval du barrage de Peace Canyon. Une analyse de sensibilité a indiqué que la variation de la production primaire et de la biomasse touchait surtout le périphyton (600-900 %), par rapport au phytoplancton dont la variation s'élevait à peine à 5 %, ce qui cadre avec

l'importance que le périphyton est censé avoir pour la production primaire dans le réservoir du site C ainsi qu'avec l'incertitude entourant les profondeurs des futures zones euphotique et riveraine, le taux de renouvellement de l'eau élevé qui entraîne l'élimination du plancton.

En tant que principal mécanisme de forçage ascendant utilisé dans la modélisation de l'écosystème, les extrants de la production primaire du modèle sont essentiels pour décrire avec précision la production du futur réservoir et la productivité du poisson et des pêches. Le Promoteur accorde un degré moyen de confiance aux prévisions du modèle et mentionne que la production algale prévue se situe dans le même ordre de grandeur observé pour les éléments nutritifs, le phytoplancton et le périphyton (vol. 2, ann. P, partie I). Il est important de signaler, cependant, que des changements minimes (d'un ordre de grandeur bien inférieur) concernant les éléments nutritifs, notamment le phosphore, peuvent avoir une influence considérable sur la productivité algale et les niveaux trophiques supérieurs (Wetzel 2001); le niveau de précision du modèle pourrait s'avérer insuffisant pour rendre entièrement compte de la production dans le futur réservoir.

Reconstruction de la série chronologique des éléments nutritifs pour l'étalonnage du modèle CE-QUAL-W2

Le Promoteur souligne que c'est la charge en éléments nutritifs qui se déverse dans le réservoir qui est à l'origine des variations de la biomasse algale. Cela paraît raisonnable étant donné le débit rapide de sortie du réservoir et la nature ultra-oligotrophe des sources d'eau du réservoir Dinosaur, mais à condition que d'autres facteurs, saisonniers ou autres, ne limitent pas la production autotrophe (en modifiant la transmission de la lumière ou en mélangeant les régimes). Le Promoteur indique que les charges en éléments nutritifs des tributaires du réservoir du site C « proviennent des émissions de solides en suspension »; au cours de l'étalonnage du modèle CE-QUAL-W2, le TSS sert de variable de substitution pour élaborer des séries chronologiques d'éléments nutritifs limitants (les orthophosphates, PO_4^{-3}; l'ammoniac, NH_3; et les nitrates, NO_3; vol. 2, ann. P, partie II) Ces séries chronologiques sont élaborées à partir d'un nombre limité de données de terrain et des relations prédictives faibles (TSS-PO_4^{-3}, $r^2 = 0,67$; TSS-NH_3, $r^2 = 0,42$; TSS-NO_3^-, $r^2 = 0,14$; vol. 2, ann. P, p 20), qui pourraient même ne pas être statistiquement significatives. Le Promoteur suggère que les relations prédictives sont adéquates grâce à des modèles de prévisions qui ne présentent aucun biais systématique. Cependant, il n'existe qu'une certaine correspondance visuelle entre les données sur les éléments nutritifs observées et les données modélisées (*voir* vol. 2, ann. P, fig 4.60). Avec des intrants de modèle aussi discutables, auxquels le Promoteur attribue toutefois un degré modéré de certitude, les prévisions de biomasse algale pour le réservoir du site C ne peuvent qu'être entachées d'incertitude, tout comme les estimations de la production secondaire et la production de poisson modélisées à partir de ces prévisions.

Comme le Promoteur l'a remarqué, des contraintes temporelles pèsent sur l'échantillonnage de phytoplancton et de périphyton, qui à leur tour ont une incidence sur l'évaluation de la représentativité des données, la validité des prévisions concernant les rapports entre le périphyton et le phytoplancton ainsi que les observations dans le réservoir Dinosaur et la rivière de la Paix (vol. 2, ann P, partie II, p. 39). En fait, la correspondance entre les valeurs observées et les valeurs modélisées de la production de phytoplancton est minimale autant à la phase initiale qu'à la phase avancée de la création du réservoir; aucune donnée d'observation du périphyton n'est représentée (voir, vol. 2, ann. P, fig. 4.58-4.59). Ces observations montrent bien l'incertitude qui pèse sur la précision de l'étalonnage du modèle CE-QUAL-W2 ainsi que sur les prévisions ultérieures concernant la biomasse algale dans le réservoir du site C.

Total des solides en suspension (TSS) du réservoir du site C et incidence du filtrage de la lumière sur la production autotrophe

Étant donné l'importance du manque de lumière comme facteur limitant de la productivité primaire dans le réservoir Willinston (Stockner *et al.* 2005), qui se trouve à proximité et qui constitue la principale source d'eau du réservoir proposé dans le site C, on ne comprend pas pourquoi les paramètres suivants régissant l'influence de la lumière sur la production autotrophe (comme les niveaux de phytoplancton et de périphyton) ont été modifiés pendant l'étalonnage du modèle CE-QUAL-W2 (vol. 2, ann P, part II, p. 35) : 1) taux de sédimentation des solides en suspension; 2) affaiblissement de la lumière sous l'effet des solides en suspension (paramètre revu à la baisse pour « favoriser la croissance du phytoplancton et du périphyton lorsque le plan d'eau contient des concentrations élevées de solides en suspension »; vol. 2, ann. P, partie II, p. 35); 3) les taux de croissance maximaux du périphyton (revus à la hausse afin de « favoriser la croissance de la biomasse de périphyton »; vol. 2, ann. P, partie II, p. 35); 4) le ratio entre la biomasse de périphyton et la chlorophylle *a* (revu à la baisse pour « limiter la croissance de périphyton résultant du manque de lumière »; vol. 2, ann P, partie II, p. 35).

En fait, ces changements réduisent l'influence inhibitoire des solides en suspension (qui filtrent la lumière) sur la production algale modélisée dans le réservoir du site C. La lumière et les éléments nutritifs peuvent avoir des effets opposés sur la production de phytoplancton et de périphyton (Wetzel 2001). Il faut établir avec précision les effets liés à l'affaiblissement de la lumière et à l'apport d'éléments nutritifs pour garantir la fiabilité des prévisions de production primaire dans le réservoir du site C. Comme le prétend le promoteur, on peut établir un rapport entre l'augmentation de la production algale prévue par le modèle à mesure que l'on se déplace vers l'est du réservoir et l'afflux d'éléments nutritifs apportés par les tributaires ou liés à l'érosion du rivage. Toutefois, la production algale subit l'influence négative des charges de solides en suspension élevées, qui augmentent aussi en se déplaçant vers l'est. On ne connaît pas l'étendue de l'influence de ces « légers ajustements » sur les valeurs modélisées de la biomasse de phytoplancton et de périphyton, mais ils accentuent considérablement l'incertitude entourant les valeurs modélisées de production primaire dans le réservoir du site C.

L'analyse de sensibilité du Promoteur donne des résultats paradoxaux sur les effets des solides en suspension sur la production de périphyton qui contrastent avec les effets inhibitoires connus des solides en suspension sur la production autotrophe (p. ex., filtrage de la lumière, envasement; Wetzel 2001). Par exemple, si on compare des valeurs élevées et faibles de TSS au cours de la phase initiale de construction du réservoir, et que l'on maintient des concentrations d'éléments nutritifs et des débits constants et dans la moyenne, le TSS semble avoir un effet stimulant sur la biomasse de périphyton aussi bien dans les eaux claires (rivière de la Paix 1 : TSS élevé, 0,21 g/m^2; TSS faible, 0,089 g/m^2; vol. 2, ann. P, partie II, tableau E.9) que dans les eaux turbides (embouchure de la rivière Halfway TSS, 0,65 g/m^2; TSS faible, 0,305 g/m^2; vol. 2, ann. P, partie II, tableau E.9). Si l'on maintient des niveaux d'éléments nutritifs et des débits véritablement constants dans l'analyse de sensibilité, il n'y a aucun fondement physique pour un tel rapport de cause à effet, ce qui suscite des inquiétudes sur la précision de la modélisation si les « légers ajustements » susmentionnés apportés pendant l'étalonnage du modèle menaient à une surestimation de la production primaire future.

Prévisions concernant la production secondaire et les poissons fourrages du réservoir du site C

On prévoit que, dans le réservoir du site C, la production secondaire (p. ex., d'invertébrés), qui est une source importante de nourriture pour la future population de poissons, se situe entre 89 % et 121 % des niveaux actuels dans la rivière de la Paix; on prévoit également le passage d'une production axée presque exclusivement sur les invertébrés benthiques à une production mixte de benthos (entre 74 % et 81 %) et de zooplancton (10-26 %) dans le réservoir du site C

(vol. 2, ann. P, partie III). On pouvait s'attendre à ce déclin du benthos au profit du plancton compte tenu de la transformation du milieu aquatique fluvial en milieu aquatique lacustre. Cependant, la prévision qui voudrait que la production secondaire subisse peu de changements globaux par rapport aux conditions actuelles de la rivière de la Paix généralise la disponibilité de biomasse invertébrée pour la future population de poissons, étant donné que la valeur de ces organismes comme nourriture pour des espèces de poisson varie d'un groupe d'invertébrés à l'autre et à l'intérieur d'un même groupe (le zooplancton par rapport au benthos).

Dans les lacs où la densité de planctonophages est moyenne, la biomasse de zooplancton herbivore se développe généralement au cours de la saison de croissance suivant les influences environnementales comme la température et la disponibilité de phytoplancton pouvant servir d'aliment (Wetzel 2001). Dans le réservoir du site C, toutefois, les pertes de zooplancton par entraînement sont censées être importantes en raison des temps de séjour de l'eau courts. Comme le signale le Promoteur, la différence entre les temps de génération du zooplancton et les temps de séjour de l'eau du réservoir sera importante pour le développement de nourriture pour les poissons planctonophages qui vivent dans le réservoir, comme le saumon rouge (*Oncohrynchus nerka*) et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*; vol. 2, ann. P, partie III, p. 32). Les temps de génération varient considérablement entre les différents taxons de zooplancton. Le Promoteur remarque que le temps de génération de certaines espèces du genre *Daphnia* est d'environ 28 jours, ce qui dépasse le temps de séjour moyen de l'eau du réservoir du site C (autour de 22 jours), mais se situe possiblement en dessous du temps de séjour hydraulique pendant une grande partie de la saison de croissance (à l'exception de la crue de juillet), ce qui laisserait du temps au moins pour une génération. D'autres petits cladocères comme ceux appartenant au genre *Bosmina* ou les petits copépodes ont des temps de génération inférieurs au temps de rétention de l'eau prévu et sont donc en mesure de compléter un ou plusieurs cycles vitaux pendant leur séjour dans le réservoir du site C (vol. 2, ann. P, partie III, p. 31-32).

Étant donné la variété des cycles vitaux, les effets de l'entraînement sur les assemblages de zooplancton seront probablement considérables, ce qui opérera une sélection des espèces de plus petite taille et des taux de régénération rapides. Le Promoteur soutient que la biomasse de zooplancton sera plus élevée que dans le réservoir Dinosaur (où le temps de séjour de l'eau est de 5 jours), pourtant le temps de séjour relativement court dans le réservoir du site C devrait mettre fin à la production de zooplancton. La réduction de la biomasse de zooplancton disponible et la sélection privilégiant les organismes de plus petite taille au sein d'un milieu d'eaux turbides sont des faits qui ne cadrent pas avec des réseaux trophiques de plancton productifs qui alimenteraient des planctonophages au mode de prédation visuel, tels que le saumon rouge et le grand corégone. Par exemple, le zooplancton cladocère (les espèces du genre *Daphnia* entre autres) qui favorise des transferts efficaces d'énergie trophique (Mazumder et Edmundson 2002) et constitue la source de nourriture préférée des planctonophages (la truite juvénile *O. nerka*; Lazarro 1987; Luecke et Brandt 1993) pourrait être gravement touché, ce qui limiterait les flux d'énergie globaux vers les planctonophages et les piscivores pélagiques ciblés par la pêche dans le réservoir du site C.

La différence entre les pertes de zooplancton par entraînement vers le cours inférieur de la rivière de la Paix et le taux de génération propre à l'espèce déterminera les assemblages de zooplancton et la biomasse disponible pour les poissons planctonophages dans le réservoir du site C. On ne connaît pas bien les impacts connexes sur la survie des poissons planctonophages, tels que le saumon rouge et le grand corégone, car l'accroissement de la masse corporelle pendant la saison de croissance pourrait avoir une influence sur la survie hivernale. Dans les modèles ECOPATH du Promoteur, les densités de zooplancton ont été maintenues constantes. Le Promoteur signale que la biomasse de zooplancton n'est pas un facteur limitatif de la production de poisson dans aucun des scénarios d'ECOPATH (vol. 2,

ann. P, partie III, p. 61). Si cette affirmation est correcte, cela veut dire que des espèces comme le saumon rouge et le grand corégone ne deviendront pas des composantes suffisamment productives de l'écosystème susceptibles d'être limitées par les conditions ultra-oligotrophes et un réseau trophique très probablement dépeuplé (contrairement aux observations faites au réservoir Williston; Sebastian *et al.* 2009) grâce à quelque autre(s) mécanisme(s) régulateur(s) de la population (p. ex., les influences descendantes comme la prédation). Si le forçage ascendant de la biomasse du poisson par le zooplancton est sans doute important (ce qui vaut largement pour *O. nerka* dans les lacs; Shortreed *et al.* 2001; Hyatt *et al.* 2004) et que les modèles du Promoteur ne tiennent pas compte explicitement des données sur les communautés d'espèces d'algues et de zooplancton, l'ampleur et la nature des flux d'énergie trophiques présentés dans les modèles ECOPATH pourraient être incorrects. En outre, étant donné que la production secondaire modélisée dans le réservoir du site C dépend directement des données de production primaire du modèle CE-QUAL-W2, l'incertitude entourant les prévisions en matière de production primaire s'étendra aux prévisions relatives à la production secondaire. À la longue, une diminution de l'efficacité trophique est envisageable, ce qui pourrait entraîner une réduction de la population de poissons pélagiques ou une diminution de leur taille, par rapport aux prévisions, ce qui à son tour se traduirait par une diminution de la production de biomasse de poisson et des possibilités de pêche.

Considérations générales à propos de la productivité future du réservoir du site C

En raison des incertitudes susmentionnées que l'on a constatées dans la modélisation de la productivité aquatique (CE-QUAL-W2, ECOPATH), il est difficile d'évaluer la production primaire et secondaire dans le réservoir du site C. À l'aide de la littérature scientifique sur les autres réservoirs canadiens passée en revue par le Promoteur et des données existantes sur l'écosystème des réservoirs Dinosaur (vol. 2, ann. P, partie I) et Williston, il est possible de tirer quelques conclusions générales sur l'état futur de l'écosystème. Lors de la formation d'un réservoir, on observe toujours un regain trophique initial, suivi d'une baisse des niveaux d'éléments nutritifs et de la productivité du réservoir (vol. 2, ann. P, partie III). Le réservoir du site C pourrait connaître cette augmentation initiale de la productivité grâce aux lixiviats en provenance des sols inondés, mais le taux de renouvellement de l'eau élevé devrait atténuer cette tendance initiale. Étant donné que la plus grande partie de l'eau alimentant le réservoir du site C proviendrait des réservoirs Williston et Dinosaur, dont les eaux oligotrophes à ultra-oligotrophes figurent parmi les eaux de réservoir les moins productives de la Colombie-Britannique (vol. 2, ann. P, partie I; Stockner *et al.* 2005), il est très probable que le réservoir du site C présente des caractéristiques limnologiques similaires. Des sources d'eau de cette nature, conjuguées à des temps de séjour hydraulique relativement courts, à la turbidité, à l'entraînement et la perte de plancton et de communautés de necton donneront très probablement naissance à un réservoir oligotrophe avec un réseau trophique de faible productivité en ce qui concerne les espèces de poissons résidents.

Poissons du réservoir et pêche

Selon le Promoteur, il y aura une augmentation considérable de la biomasse des poissons exploitables dans le réservoir par rapport aux conditions (fluviales) de référence (vol. 2, p. 12-39). La composition des espèces devrait changer à la suite du déclin de l'abondance des espèces fluviales et des augmentations de la population d'autres espèces, notamment de celles qui sont entraînées en provenance des réservoirs en amont. Le Promoteur suggère que cela aura un impact positif sur les possibilités de pêche (vol. 3, tableau 24-21).

L'augmentation prévue de l'abondance de poisson sera, en grande partie, attribuable à l'expansion des espèces pélagiques (lacustres), à savoir le saumon rouge et le grand corégone. Le Promoteur a mené une modélisation détaillée des prévisions relatives à la population de saumon rouge à partir des nombreuses données existantes sur les réservoirs du fleuve

Columbia ainsi que des données d'échantillonnage des réservoirs Willinston et Dinosaur. La population de saumon rouge de ces réservoirs semble augmenter (Diversified Environmental and Mainstream Aquatics 2011) et des saumons rouges sont entraînés en grand nombre dans les barrages de Bennet et de Peace Canyon, comme le prouvent les prises de saumon rouge d'âges 1 et 2 dans la rivière de la Paix (Mainstream Aquatics 2010). On prévoit que la population de saumon rouge du réservoir du site C sera tributaire des poissons entraînés en provenance du réservoir Williston à travers le réservoir Dinosaur. La croissance de la population dans le réservoir du site C sera limitée par la lenteur de la croissance du poisson et les taux d'entraînement élevés dans le barrage du site C en raison des courts temps de séjour de l'eau dans le réservoir. On prévoit que la plupart des poissons passent moins d'un an dans le réservoir avant d'être emportés vers l'aval. La reproduction naturelle pourra avoir lieu, mais sa contribution à la population adulte sera aussi limitée par l'entraînement. La densité prévue de saumon rouge dans le réservoir était de 0,18 kg/ha, ce qui donne une biomasse totale de 17 t pour le réservoir dans son ensemble. Selon les prévisions, la taille moyenne du saumon rouge sera de 25 cm et le poids, de 0,22 kg (vol. 2, ann. Q3).

La modélisation, effectuée par le Promoteur, de la population d'ombre à tête plate de la rivière de la Paix (*Salvelinus confluentus*) laisse penser que la population pourra se maintenir après la construction du barrage et du réservoir et que sa persistance sera renforcée si on parvient à aménager quelque forme de passage de barrage vers l'amont. Les résultats du modèle de population dépendent d'une série de présupposés nécessaires à défaut de données ou de moyens fiables de prévoir la réponse de la population aux conditions futures. Les présupposés essentiels concernant la productivité et le comportement de la population devraient être considérés comme des hypothèses à vérifier dans le cadre du plan de gestion adaptative pour les passes à poisson. Au nombre des présupposés les plus déterminants, il y a celui qui veut que la population soit très productive au cours de l'étape juvénile et que donc la perte de quelques adultes en frai ne se traduise pas par une diminution de la production de juvéniles de la rivière Halfway. Un autre présupposé est que les types aux caractéristiques biologiques différentes ne sont pas le fruit de subdivisions d'ordre génétique subtiles au sein de la population. Si on prouve la fausseté de ces présupposés, la mortalité et les pertes dans le barrage du site C pourraient avoir des conséquences considérables sur l'abondance et la diversité de la population. Il faudra probablement assurer une gestion rigoureuse des autres causes de la mortalité (liées à la pêche ou à l'habitat) pendant la phase de gestion adaptative, car la population actuelle est relativement petite et pourrait se réduire jusqu'à un niveau dangereux si la mortalité liée à d'autres causes est excessive.

Comme l'a signalé le Promoteur, la population d'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) de la rivière de la Paix pourrait être en péril à cause de l'inondation proposée de la rivière de la Paix et du cours inférieur de la rivière Moberly ainsi que de la présence du barrage juste en aval de la rivière Moberly. La rivière Moberly est la principale source de recrutement de l'ombre arctique dans le cours principal de la rivière de la Paix (Earthtone et Mainstream 2013; Taylor et Yau 2013). Dans le réservoir Williston, la population d'ombre arctique a décliné sous l'effet de l'inondation des habitats fluviaux et de l'isolement des cours d'eau d'origine (Northcote 1995). Dans certaines circonstances, le transport de poisson entre la rivière Moberly et le bief aval de la rivière de la Paix pourrait contribuer à la persistance de la population, mais uniquement si la collecte de poissons migrant vers l'aval de la rivière Moberly se révèle très efficace. La migration d'ombre arctique se produit surtout pendant les premiers mois du printemps. Il est précisément difficile de capturer des poissons de la rivière Moberly à ce moment de l'année. Tout porte à croire que seule une petite fraction de la population de référence peut être maintenue au moyen de méthodes d'atténuation fondées sur le piégeage et le transport de poissons.

On ne connaît pas bien la biologie de plusieurs des plus petits poissons non pêchés et les prévisions relatives aux réponses de ces espèces à la création du réservoir sont entachées de fortes incertitudes. Même si le Promoteur prévoit une augmentation de l'abondance et de la biomasse d'un regroupement d'espèces formé de « petits poissons, de meuniers et du ménomini de montagnes », il semble probable que certaines espèces disparaissent, et il y a un risque de perte de la diversité des espèces présentes dans le réservoir par rapport à l'état de référence.

En somme, bien que le réservoir du site C sera plus important que la rivière existante pour ce qui est de la surface mouillée et du volume d'eau, il sera très certainement improductif en raison de la nature des apports en provenance des réservoirs en amont, des taux de renouvellement de l'eau élevés, de l'instabilité du rivage et des risques de turbidité dans la moitié Est. Les données appuient la thèse du Promoteur selon laquelle la communauté de poissons changera, comme cela a été le cas dans d'autres réservoirs. Des pertes de biodiversité sont envisageables, car le barrage et le réservoir auront un impact négatif sur certaines espèces.

Conséquences pour la pêche

Le Promoteur signale que « un effet résiduel positif sur les activités de pêche est attendu » (vol. 3, tableau 24.21). Cette conclusion semble tirée de la modélisation ECOPATH qui prévoyait une future augmentation de la biomasse de poisson et des prises potentielles.

La méthode utilisée par le modèle ECOPATH pour estimer les prises est simpliste puisqu'elle présume que les taux de captures dans la rivière peuvent être appliqués au réservoir. On signale que le taux de capture du saumon rouge (5 %) n'est que « présumé » (vol. 2, ann. P, partie III, p. 47) et qu'il s'agit d'une estimation « prudente » (*Ibid*, p. 61) même si, selon une récente enquête par interrogation du pêcheur, on ne compte d'aucune prise de saumon rouge dans la rivière de la Paix en aval du barrage de Peace Canyon (Robichaud *et al.* 2010) et des prises peu nombreuses dans le réservoir Dinosaur (Stiemer 2006). L'augmentation des prises prévue par le modèle ECOPATH pour le réservoir proposé serait due à une augmentation de la part du saumon rouge.

Dans une analyse distincte de la population de saumon rouge et de la dynamique des prises, le Promoteur signale que l'abondance et la taille du saumon rouge prévues dans le réservoir du site C ne devraient probablement pas attirer les pêcheurs à la ligne (vol. 2, ann. 2, p. 64) et se traduiront par une pêche de faible qualité. Cela cadre avec les conclusions des enquêtes par interrogation réalisées dans le réservoir Dinosaur, selon lesquelles le saumon rouge n'est pas une espèce ciblée et dont les prises ne sont pas nombreuses (Stiemer 2006).

D'après les enquêtes par interrogation, la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est l'espèce la plus abondante de la rivière de la Paix en amont du site C (Robichaud *et al.* 2010) et il s'agit d'une espèce ciblée par la pêche dans le réservoir Dinosaur (Stiemer 2006). Le Promoteur ne fournit pas de véritable analyse de la tendance prévue pour l'abondance de la truite arc-en-ciel et se limite à soutenir que la population se maintiendra autour des niveaux de référence (vol. 2, ann. P, partie III, ann. 6D, tableau 6D.1). Il est possible que la population de truite arc-en-ciel du tronçon supérieur du réservoir se maintienne grâce à une combinaison d'entraînement et de recrutement naturel en provenance des cours d'eau qui se déversent dans la partie supérieure du réservoir. D'après les résultats de la modélisation, l'eau sera claire et les courants relativement forts dans les 10 premiers kilomètres du réservoir (vol. 2, ann. I, fig. 4.2), qui pourraient ainsi offrir un milieu propice aux salmonidés riche en ressources benthiques et alimentaires entraînées en provenance du barrage de Peace Canyon.

On n'a pas effectué d'analyse sur le touladi (*Salvelinus namaycush*), pourtant il s'agit d'une espèce importante ciblée actuellement par la pêche dans le réservoir Dinosaur (Stiemer 2006).

Si une population considérable venait s'établir dans le réservoir du site C, l'espèce pourrait faire partie des espèces pêchées.

En résumé, ni la modélisation propre à chaque espèce effectuée par le Promoteur ni les tendances actuelles concernant les pêcheurs à la ligne ne viennent à l'appui des prévisions selon lesquelles les prises de poissons pélagiques dans le réservoir proposé devraient augmenter substantiellement. Les prévisions relatives à l'effort de pêche potentiel des pêcheurs à la ligne comportent bien des incertitudes, qui sont liées non seulement à la difficulté de prévoir l'évolution des principales populations de poissons, mais aussi à d'autres facteurs comme la facilité d'accès ou les valeurs non liées à la pêche. Il semble probable que le bief aval du barrage de Peace Canyon continuera à offrir des possibilités de pêche de salmonidés. Cependant, la faible productivité globale du réservoir pourrait limiter son pouvoir d'attraction sur les pêcheurs à la ligne par rapport aux autres possibilités de pêche qu'offre la région.

La rivière de la Paix en aval du site C

Juste après le site C et jusqu'à la frontière avec l'Alberta, la rivière de la Paix abrite une communauté de poissons diversifiée où coexistent les biotes propres à l'Arctique et au Pacifique avec les espèces des grandes plaines. Un total de 25 espèces ont été capturées dans le cadre des relevés récents (vol. 2, ann. O, tableau 5.2.4). L'abondance du poisson dans la rivière n'a pas d'égal dans la région, probablement en raison de la distance du barrage de Peace Canyon (la distance et l'apport d'eau des affluents atténuent les effets de la régulation du débit) et de la présence d'affluents qui abritent des frayères et des aires de croissance de plusieurs espèces.

Pour cette région, les analyses de la productivité du Promoteur indiquent une augmentation d'entre 20 % et 40 % de la biomasse du poisson après l'aménagement du site C. Toutefois, des changements considérables de la composition des espèces de poissons sont à prévoir. Le Promoteur soutient (vol. 3, p. 24-32) que l'augmentation de biomasse est largement due à « une population de ménomini de montagnes qui devrait doubler grâce à un accroissement de la limpidité de l'eau en aval du barrage ».

Dans son appréciation des effets du barrage concernant la modification du débit, le transport des sédiments et la température de l'eau, le Promoteur prévoit que la communauté de poissons en aval du site C sera semblable à celle en aval du barrage de Peace Canyon (vol. 2, p. 12-48). Selon les prévisions, les populations d'ombre arctique, d'omble à tête plate, de ménomini de montagnes et de truite arc-en-ciel ne risquent pas de disparaître et pourraient même voir leur aire de répartition s'élargir en aval jusqu'à la frontière avec l'Alberta (vol. 2, p. 12-48). Le Promoteur considère que « la plupart de ces populations pourraient être maintenues grâce au recrutement provenant du réservoir du site C » (p. 24-28) auquel il faudrait ajouter le recrutement inconnu et incertain de la rivière Pine.

Afin d'atténuer certains des changements causés par le barrage du site C, le Promoteur propose de modifier les réseaux de faux chenaux du tronçon en aval du barrage pour augmenter la surface mouillée et réduire ainsi le risque d'échouement de poissons lorsque le débit diminue. On suggère que ces mesures réduiront les impacts à l'habitat du poisson (vol. 2, tableau 12.19) et élimineront complètement les effets de l'échouement (vol. 2, tableau 12.19).

La méthode utilisée par le Promoteur pour prédire les variations des populations de poissons en aval du barrage a fait l'objet d'un examen qui a révélé des insuffisances fondamentales que l'on examine ci-dessous et qui font peser des incertitudes sur les conclusions du Promoteur.

Utilisation d'ECOPATH dans une rivière régulée

Les prévisions concernant les variations de la biomasse des poissons sont effectuées à l'aide d'ECOPATH, un modèle de réseau trophique équilibré en fonction de la masse (Christensen et

Walters 2004), et complétées par une appréciation qualitative. Cette approche convient surtout aux écosystèmes simples entièrement mélangés, tels que les grands plans d'eau stables. Les applications d'ECOPATH aux réseaux hydrographiques sont rares, voire non existantes. ECOPATH modélise le flux de la matière des niveaux trophiques inférieurs jusqu'aux consommateurs et prédateurs à partir de données de base sur l'efficacité trophique, le cycle biologique, le régime alimentaire, les prévisions de la production de biomasse des espèces ou de groupes d'espèces dans une situation stable.

L'application d'ECOPATH au projet du site C ne tient pas véritablement compte des complexités (énumérées ci-dessous) d'un milieu fluvial régulé.

La modélisation des invertébrés comme source de nourriture n'est pas réaliste

La production d'invertébrés constitue la base du réseau trophique. On a calculé la disponibilité de nourriture au moyen d'un modèle de prévision à partir des données de densité des invertébrés dans des paniers d'échantillonnage placés dans des profondeurs toujours mouillées de la rivière. Cela n'est pas une description réaliste de l'abondance réelle de la nourriture existante pour les poissons, car la plupart des poissons ne fréquentent qu'une fraction du lit d'un cours d'eau (les bords). Il s'agit précisément de la partie de la rivière la plus touchée par les fluctuations quotidiennes des niveaux d'eau provoquées par le lâché d'eau lié à la demande de pointe (Gislason 1985). De plus, seulement une fraction des invertébrés du lit d'un cours d'eau est disponible pour les poissons à proximité de l'interface entre le lit d'un cours d'eau et l'eau ou par la dérive des invertébrés. On ne prend pas en compte le flux de phytoplancton, d'invertébrés et de débris organiques qui passe à travers le barrage en provenance du réservoir et de ses tributaires. Ces facteurs pourraient expliquer pourquoi l'abondance benthique estimée (même lorsqu'elle diminue de 70 % par rapport à l'état de référence selon les prévisions de la modélisation empirique) n'a pas été considérée comme un facteur limitatif des populations de poissons. Les études empiriques ont démontré un lien entre la production d'invertébrés et la productivité des pêches dans les biefs aval (Pender and Kwak 2002); ce qui ne cadre pas avec les résultats de la modélisation.

Les relations entre le cycle biologique et l'habitat physique ne sont pas précisées

Dans des environnements structurés comme les réseaux fluviaux, l'abondance de poisson, notamment de poissons adultes, est en partie fonction du réseau trophique. Cependant, l'abondance de poisson dépend aussi des préférences en matière d'habitat du poisson, de la migration, des obstacles à la migration, de l'emplacement et de la nature des habitats de frai et de croissance ainsi que des aspects de l'habitat physique qui sont modifiés par la construction du barrage. L'analyse ECOPATH ne modélise pas explicitement ces facteurs tout comme les variations ontogénétiques en matière de régime et d'utilisation de l'habitat (p. ex., des stades larvaire et juvénile au stade adulte). La présence de quelques-uns de ces facteurs est reconnue par le Promoteur et quelques ajustements ponctuels sont apportés au modèle qui sont fondés sur l'évaluation qualitative des réponses prévues des espèces principales à la construction du barrage (« facteurs des conséquences du barrage et de l'habitat », vol. 2, ann. P3, tableau 6.3). Bien qu'on ne donne aucune analyse, il semblerait que ces ajustements ou pondérations ont un poids considérable sur les résultats du modèle ECOPATH indépendants des effets du réseau trophique. Par exemple, les facteurs d'ajustement réduisent les populations de prédateurs, dont la réponse à la construction du barrage ne serait pas favorable, et doublent l'abondance du ménomini de montagnes, qui est le poisson dominant à proximité du site C. Ces facteurs d'ajustement semblent constituer le principal déterminant de l'augmentation prévue de la biomasse et de la pêche.

Vision simpliste de la pêche

On suppose les taux d'exploitation constants, et on prévoit donc que les prises augmentent proportionnellement à la hausse de la biomasse de poisson. Cette approche néglige la dynamique de l'effort de pêche à la ligne, qui dépend de la facilité d'accès et de navigation, des taux de capture, de la taille des poissons et de l'attrait du réservoir comparé à celui à de la rivière.

L'environnement physique en aval du barrage n'a pas été correctement décrit

À plusieurs reprises dans les documents, on fait référence à des petits changements supplémentaires du régime d'écoulement en aval du barrage du site C ainsi qu'à une augmentation de la limpidité de l'eau qui mèneront à l'expansion de la faune ichtyologique du Pacifique et de l'Arctique en aval en direction de l'Alberta. On compare également les milieux en aval du barrage de Peace Canyon et en aval du site C pour ce qui est de l'environnement physique et de la faune ichtyologique. Il y a toutefois quelques différences essentielles entre ces deux milieux, comme il est expliqué ci-après.

Sédiments en suspension

Les charges actuelles en sédiments en provenance du barrage de Peace Canyon sont généralement très faibles, présumées négligeables (ann I, fig. 3.5a) dans la modélisation de la sédimentation. Il y a des apports mineurs de sédiments pendant les crues provenant des petits affluents en amont de la rivière Halfway. Ainsi, on peut définir la rivière de la Paix, pour les 20 premiers kilomètres après le barrage de Peace Canyon, comme une rivière d'eaux claires. Pendant les crues, les apports de sédiments des rivières Halfway et Moberly accroissent la turbidité du cours principal de la rivière de la Paix au printemps et au début de l'été. L'apport de sédiments est plus important en automne lorsque les tempêtes provoquent des événements d'écoulement. Dans les conditions de référence, les sédiments en suspension peuvent facilement atteindre des niveaux de 500 à 1 000 mg/l dans le site C lors des crues. Les niveaux de sédiments se situent en dessous de 5 mg/l durant les mois d'hiver (ann. I, fig. 3.7b).

Après la création du réservoir, les sédiments (surtout de l'argile) apportés par les tributaires ou liés à l'érosion du rivage demeureront en suspension dans la moitié inférieure du réservoir. Le réservoir tend à atténuer les pics dans les apports de sédiments. Pendant la crue, les niveaux de sédiments en suspension prévus dans la rivière de la Paix en aval du site C seront de l'ordre de 50 à 100 mg/l (ann. I, fig. 4.9); dans les simulations à partir de données de 2007, le pic était d'environ 125 mg/l, ce qui équivalait à un niveau de turbidité de 200 uTN. On a constaté qu'il existait un rapport entre la turbidité (mesurée en uTN) et la concentration d'argile (mg/l) selon la formule suivante : turbidité = 1,64[argile].

Pour la modélisation des autres saisons, la turbidité prévue en aval du barrage du site C est jugée supérieure au niveau de référence (ann I, fig. 5.6b) en partie en raison de l'érosion du rivage et de l'argile en suspension dans le réservoir. Il est vrai que des pics de 10 à 100 uTN se produisent, notamment au cours des mois d'automne et des premiers mois d'hiver, toutefois la plupart du temps la turbidité ne dépasse pas 10 uTN.

En résumé, la modélisation du Promoteur prévoit que la turbidité de la rivière de la Paix entre le site C et le confluent avec la rivière Pine devrait être bien plus élevée que dans les biefs aval du barrage de Peace Canyon. Pendant la majeure partie de l'année, les niveaux de sédiments en suspension sont faibles, mais les niveaux de turbidité devraient demeurer élevés pendant la saison de croissance, mais tout de même inférieurs aux niveaux actuels dans la rivière de la Paix en amont de la rivière Pine.

La réduction des pics de charges en sédiments causée par le barrage et le réservoir devrait avoir un certain effet sur les niveaux de sédiments en aval de la rivière Pine, 16 km après le

site C, mais ces différences ne devraient pas être importantes (ann. I, fig. 5.10) en raison des apports considérables de la rivière Pine. En dehors des périodes de crue, les différences sont minimes entre les niveaux de sédiments de référence et ceux durant l'exploitation pour tous les emplacements de la rivière de la Paix en aval de la rivière Pine.

Régime d'écoulement

Les hydrogrammes pour les installations du site C (vol. 2, ann. I, annexe D, figure sans nom dans le document PDF de la page 55) indiquent qu'on aura recours au barrage pour effectuer des lâchés d'eau liés à la demande de pointe d'un débit de 1 500 à 2 300 m^3/s le jour et de 400 à 1 500 m^3/s la nuit pour répondre au cycle quotidien de demande d'énergie. Actuellement, les lâchés d'eau du barrage de Peace Canyon sont du même ordre, mais il faut de 10 à 12 heures pour que l'eau parvienne à la zone de site C, ce qui fait que les niveaux d'eau élevés se produisent la nuit plutôt que le jour. Pour cette raison, il y aura un décalage avec les débits du site C par rapport à la période de référence. Il y aura également une augmentation de l'amplitude des niveaux de l'eau en aval du site C liée aux lâchés d'eau liés à la demande de pointe. Les niveaux d'eau prévus varieront quotidiennement entre 1,0 et 1,5 m dans le site C par rapport à une variation d'entre 0,5 m et 0,75 m durant la période de référence. La différence est due à l'effet d'atténuation du chenal de la rivière en aval du barrage de Peace Canyon et à l'effet tampon des crues des rivières Halfway et Moberly.

L'augmentation de l'amplitude des niveaux d'eau s'atténue légèrement en aval du site C grâce aux apports des principaux tributaires et à la dissipation d'énergie dans le chenal, mais l'augmentation de l'amplitude est d'environ 1 m pour la plupart de l'année à Alces, près de la frontière avec l'Alberta (*Ibid*, document PDF, page 59).

Conséquences biologiques des changements de l'environnement en aval

De l'examen précédent, il ressort que l'on devrait réexaminer certaines des conclusions concernant les populations de poissons et les conditions de l'habitat en aval du site C pendant la phase d'exploitation.

La biomasse d'invertébrés en aval du barrage pourrait être surestimée

La modélisation statistique des paniers d'échantillonnage d'invertébrés placés en aval du barrage de Peace Canyon semble indiquer que le barrage détermine en grande mesure l'abondance d'invertébrés. On se sert alors du modèle pour déterminer que l'abondance d'invertébrés chutera de 70 %, par rapport à l'état de référence, en aval du site C après la construction du barrage. Cette analyse ne tient pas compte de l'observation que la turbidité des eaux provenant du site C sera plus élevée que celle des eaux déversées par le barrage de Peace Canyon, voire sensiblement plus élevée pendant la saison de croissance. La turbidité aura un impact sur la productivité primaire et pourrait avoir des effets directs sur les invertébrés. La modélisation des invertébrés ne prend pas en considération également les effets des lâchés d'eau liés à la demande de pointe sur les habitats le long des berges de la rivière, car l'échantillonnage s'est fait dans la partie profonde de la rivière où il y a toujours de l'eau. La variation quotidienne des niveaux de la rivière d'entre 1 m et 1,5 m aura des répercussions sur la production d'invertébrés dans les habitats peu profonds que de nombreux poissons fréquentent (Cushman 1985); en fait, l'analyse des paniers d'invertébrés de la rivière de la Paix vidés de leur eau (vol. 2, ann. 3, ann. 5b) illustre ces effets.

Les eaux de la rivière en aval du site C ne seront pas claires et l'environnement ne sera pas le même que celui en aval du barrage de Peace Canyon contrairement aux affirmations avancées dans l'EIE (vol. 2, p. 12-18).

Bien que le site C retiendra une certaine quantité de sédiments transportés par les tributaires, la modélisation des sédiments laisse penser que l'eau déversée par le barrage sera plus turbide

que l'eau déversée par le barrage de Peace Canyon pendant toutes les saisons de l'année et que l'eau de l'état de référence du site C durant les mois d'hiver. Les niveaux prévus de turbidité et de sédiments en suspension en aval du site C seront inférieurs aux niveaux de référence pendant les crues, mais ils seront toutefois importants sur le plan biologique. Des niveaux prévus de sédiments en suspension de 50 à 100 mg/l (équivalent à 80 à 160 uTN) sont suffisants pour limiter la productivité primaire par affaiblissement de la lumière (Lloyd *et al.* 1987), ce qui peut avoir des conséquences pour les poissons qui se fient à leur vision pour s'alimenter, comme le ménomini de montagnes et l'ombre arctique. En aval de la rivière Pine, les changements du régime sédimentaire ne devraient pas toucher les poissons en raison des quantités considérables de sédiments apportés par la rivière Pine. Le site C permettra de réduire les pics concernant les niveaux de sédiments en aval de la rivière Pine, mais les niveaux prévus seront toujours élevés. Pendant l'hiver, une petite augmentation de la turbidité devrait se produire en aval de la rivière Pine à cause des niveaux élevés de sédiments dans le réservoir, liés à l'argile en suspension. Ainsi, l'affirmation selon laquelle le groupe des espèces de poissons d'eau froide verra son aire de répartition s'élargir vers la frontière avec l'Alberta en raison de la limpidité de l'eau n'a pas de fondement.

Les effets des lâchés d'eau liés à la demande de pointe sur la productivité de la rivière n'ont pas été pris en considération par la modélisation

La régulation de la rivière de la Paix qui se fera désormais à partir du site C et l'utilisation des installations pour les lâchés d'eau liés à la demande de pointe augmentera l'amplitude des changements de niveaux de la rivière par rapport à l'état de référence en aval du barrage. Ces lâchés d'eau provoquent l'assèchement quotidien des berges, selon la géométrie de la section transversale, une variation du niveau de 1 à 1,5 m pourrait laisser à découvert des dizaines de mètres du rivage chaque jour. Les berges peu profondes du chenal de la rivière ainsi que les zones de chenaux secondaires sont des zones de production primaire et secondaire élevée et servent d'aires de croissance pour les larves et les juvéniles et pour tous les stades des espèces de petite taille. Les lâchés peuvent aussi perturber le frai et la survie des œufs déposés sur le lit de la rivière (Cushman 1985). Ces effets sont manifestes dans les données de suivi recueillies dans la rivière de la Paix en aval du barrage de Peace Canyon (vol. 2, ann. O) qui révèlent des taux de prise de petits poissons plus faibles dans les tronçons en aval du barrage par rapport à l'échantillonnage effectué plus en aval (les poissons directement entraînés dans les barrages constituent l'exception).

En aval de la rivière Pine, les variations du débit présentent aussi une amplitude accrue, ce qui pourrait avoir des impacts négatifs sur les poissons de ce tronçon, y compris les juvéniles, recrues de la rivière de la Paix en provenance des frayères de la rivière Pine ou d'autres tributaires.

Incertitude à propos de l'augmentation prévue de l'abondance du ménomini de montagnes

On prévoit que l'abondance du ménomini de montagnes en aval du barrage du site C se multiplie par deux en raison, dans une grande mesure, de la limpidité accrue de l'eau qui devrait offrir un habitat propice (vol 2, ann. P, partie 3, tableau 6D2), apparemment pour tous les stades biologiques. Des études récentes à l'aide d'analyses élémentaires montrent que le recrutement (la production de poissons juvéniles dans des habitats de frai et d'alevinage) de ménomini de montagnes provient principalement des tributaires plutôt que du cours principal de la rivière de la Paix (Earthtone and Mainstream 2013). Les données existantes indiquent que 80 % des adultes de la rivière de la Paix migrent vers les tributaires pour frayer et retournent à la rivière de la Paix; les juvéniles résultant du frai migrent à leur tour vers l'aval jusqu'à des aires de croissance du cours principal. La construction du barrage et la création du réservoir pourraient

interrompre ce cycle pour des segments de la population de ménomini de montagnes qui frayent dans les rivières Moberly et Halfway et qui se développent à proximité ou en aval du barrage. Certains juvéniles résultant de ce frai peuvent être entraînés dans le barrage vers le tronçon de rivière en aval, mais les adultes ne seront probablement pas en mesure de retourner aux frayères situées en amont. Avec le temps, ce segment de la population déclinera, car il n'est pas capable de se renouveler; l'aménagement d'un passage vers l'amont ne pourra pas atténuer complètement la perturbation de la migration. La production de ménomini de montagnes dans les tributaires situés en aval du site C ne devrait pas être touchée de manière significative par le Projet, à moins que l'augmentation de l'amplitude du débit ne réduise le taux de survie des jeunes poissons qui se développent le long des berges de la rivière de la Paix. Les ménominis de montagnes pourraient frayer dans le tronçon en aval du barrage où l'eau sera limpide pendant les mois d'automne. Cependant, la productivité de ce tronçon subira l'impact quotidien des variations considérables du niveau d'eau causées par les lâchés d'eau liés à la demande de pointe.

Déclin de l'ombre arctique

L'analyse élémentaire (Earthtone and Mainstream 2013) révèle également que la plupart (28/38 poissons, 74 %) de l'ombre arctique pêché dans la rivière de la Paix en aval du site C provenait de frayères de la rivière Moberly. La plupart des autres poissons venaient de la rivière Beatton, située en aval du site C. Cette population ne peut être maintenue qu'au moyen d'hypothèses et de scénarios sur le passage du poisson. Le scénario le plus probable de l'analyse des options de passage du poisson prévoit une réduction de l'effectif de la population de 68 %. Ce scénario repose sur le présupposé que les ombres arctiques juvéniles qui migrent dans l'embouchure de la rivière Moberly périront. Pour maintenir une abondance considérablement réduite, il faudra piéger quelques-uns de ces poissons en aval et les transporter au bief aval du site C; il faudra aussi transporter des adultes en amont de la rivière Moberly pour le frai. Des scénarios plus pessimistes du programme de piégeage et transport prévoient des populations encore plus réduites en aval du site C.

Ainsi, rien ne prouve l'élargissement de l'aire de répartition du ménomini de montagnes jusqu'à la frontière avec l'Alberta ni l'affirmation voulant que les populations de ménomini de montagnes ou d'autres salmonidés en aval du site C connaissent des augmentations importantes. Les autres espèces seront touchées à des degrés divers par les effets de la régulation du débit, des changements de régime sédimentaire, de l'entraînement à partir du réservoir et de l'interruption des comportements migratoires. La zone du bief aval pourrait assurer la survie d'espèces de grande taille, telles que le doré jaune (*Sander vitreous*) et l'omble à tête plate qui s'alimentent de poissons entraînés dans le barrage. Il est difficile de prévoir l'impact global de ces changements sur la communauté de poissons de la rivière de la Paix, car l'incidence pourrait être négative pour certaines espèces et positive pour d'autres.

Conclusions

Le Promoteur a mené une série détaillée d'études et d'analyses qui fournissent une base de connaissances importante pour prévoir les effets probables du projet du site C sur le poisson et l'habitat du poisson. On reconnaît depuis longtemps la difficulté de prévoir les effets des aménagements hydroélectriques sur le biote aquatique; les résultats inespérés et les surprises ne sont pas rares, en particulier en ce qui concerne les niveaux trophiques supérieurs (Hecky *et al.* 1984). Cependant, certaines des conclusions du Promoteur relatives aux effets semblent aller à l'encontre de l'information de base. Le présent rapport présente d'autres interprétations. Voici les réponses aux quatre objectifs de ce rapport :

1. Une incertitude considérable pèse sur les résultats de production primaire du modèle CE-QUAL-W2, ce qui peut avoir une incidence sur les prévisions de la production des niveaux trophiques supérieurs (p ex., les invertébrés, les poissons). En particulier, les méthodes utilisées pendant la calibration du modèle (c.-à-d. la reconstruction de la série chronologique des éléments nutritifs à partir du TSS, la modification des rapports du producteur primaire avec le TSS) pourraient en fait être inadéquates, comme le prouvent les résultats des analyses de sensibilité du Promoteur. Du fait de l'entraînement dans le réservoir du site C de zooplancton fourrager servant de nourriture aux planctonophages, les invertébrés fourragers se caractériseront par une abondance et une qualité faibles, ce qui aura un impact sur la productivité de poissons plantonophages.
2. Le présent examen des études et des analyses sur le terrain corrobore la conclusion selon laquelle le réservoir du site C sera grand et relativement improductif, comme c'est le cas des réservoirs existants situés en amont du réseau de la rivière de la Paix. Des charges faibles en éléments nutritifs, la turbidité ainsi que des taux de renouvellement de l'eau élevés limiteront la turbidité aquatique.
3. Conformément aux conclusions du Promoteur, les preuves suggèrent que certaines espèces déclineront et disparaîtront de la zone du réservoir à cause de la modification du type d'habitat et de l'obstacle que représente le barrage. Même si la biomasse des poissons présents dans le réservoir pourrait dépasser la biomasse des populations existantes de poissons dans la rivière, la biomasse et la densité de poissons pélagiques seront probablement faibles et l'on ignore la nature exacte de la pêche qui s'y développera.La conclusion qui voudrait qu'une augmentation importante de l'abondance de salmonidés se produise en aval du site C sous l'effet de la régulation du débit, de la turbidité, de la productivité primaire et secondaire et de l'obstacle à la migration que représente le barrage ne repose presque sur aucun fondement. Dans le tronçon directement en aval du barrage, certaines espèces déclineront, mais d'autres pourrait être favorisées par les changements. Plus loin en aval, on ne sait pas s'il y aura des changements significatifs par rapport à l'état de référence.

Collaborateurs

Nom	Affiliation
Michael J. Bradford, Ph.D.	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Daniel T. Selbie, Ph.D.	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Lucas Pon, M.Sc.	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Jeffrey Lemieux, Ph.D.	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Lesley MacDougall (rédactrice)	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
A.R. Kronlund (rédacteur)	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique

Approuvé par

L.J. Richards (Ph.D.), directeur régional, Sciences
Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Nanaimo (Colombie-Britannique)
12 novembre 2013

Sources de renseignements

BC Hydro. 2013. Site C Clean Energy Project, complete environmental impact statement including amendments (Aug 7, 2013). Consulté le 1er novembre 2013 à l'adresse.

Christensen, V. et C.J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172 :109-139.

Church, M. 1995. Geomorphic response to river flow regulation: Case studies and time-scales.19 Regulated Rivers: Research & Management 11(1): 3–22.

Cole, T.M., et S.C. Wells. 2008. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6 - User Manual. Instruction Report EL-08-1, Prepared for U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC.

Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. North American Journal of Fisheries Management 5(3A) : 330-339.

Diversified Environmental et Mainstream Aquatics 2011. Dinosaur Reservoir sampling and literature review. Contract Report for BC Hydro.

Earthtone Environmental R&D and Mainstream Aquatics Ltd. 2013. Site C Fisheries Studies 2012 Elemental Signature Study - Final Report. Prepared for B.C. Hydro Site C Project, Corporate Affairs Report No. 12007F: 163 p. + appendices.

Gislason, J.C. 1985. Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. North American Journal of Fisheries Management 5(1): 39-46.

Hecky, R.E., R.W. Newbury, R.A. Bodaly, K. Patalas et D.M. Rosenberg. 1984. Environmental impact prediction and assessment: the Southern Indian Lake Experience. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 41 : 720-732. [en anglais seulement].

Hyatt, K.D., D.J. McQueen, K.S. Shortreed, et D.P. Rankin. 2004. Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) nursery lake fertilization: Review and summary of results. Environmental Reviews 12 : 133-162.

Lazarro, X. 1987. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. Hydrobiologia 146 : 97-167.

Lindsey, C.C.et McPhail, J.D. 1986. Zoogeography of fishes of the Yukon and Mackenzie basins. *In* The zoogeography of North American freshwater fishes. Edited by C.H. Hocutt and E.O. Wiley. John Wiley & Sons, New York. p. 639-673.

Lloyd, D.S., J.P. Koenings, et J.D. Laperriere. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. North American Journal of Fisheries Management 7(1): 18-33.

Luecke, C. et D. Brandt. 1993. Estimating the energy density of daphnid prey for use with rainbow trouttrout bioenergetics models. Transactions of the American Fisheries Society 122 : 386-389.

Mainstream Aquatics Ltd. 2010. Site C Fisheries Studies – 2010 Pilot Rotary Screw Trap Study. Report No. 10004F: 63 p. + Appendices.

Mazumder, A. et J.A. Edmundson. 2002. Impact of fertilization and stocking on trophic interactions and growth of juvenile sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 59 : 1361-1373. [en anglais seulement].

Northcote, T.G. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (Salmonidae, *Thymallus*). Reviews in Fish Biology and Fisheries 5 :141-194.

Pender. D.R. et T.J. Kwak. 2002. Factors influencing brown trout reproductive success in Ozark tailwater rivers. Transactions of the American Fisheries Society 131(4): 698-717.

Robichaud, D., M. Mathews, A. Blakley et R. Bocking. 2010. Peace River Angling and Recreational-Use Creel Survey, 2008-2009. Report No. EA3078 prepared for BC Hydro: 70 p.

Sebastian, D., G. Andrusak, G. Scholten et A. Langston. 2009. An index of fish distribution and abundance in Peace Arm of Williston Reservoir based on hydroacoustic and gillnet surveys. Report GMSMON #13, Peace Project Water Use Plan.

Shortreed, K.S., K.F. Morton, K. Malange et J.M.B. Hume. 2001. Factors limiting juvenile sockeye production and enhancement potential for selected BC nursery lakes. Document de recherche du Secrétariat canadien de consultation scientifique 2001/098 : 69 p. [en anglais seulement].

Stiemer, R. 2006. Dinosaur Reservoir Creel Survey Report. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program Report No. 306:14 p. + appendices.

Stockner, J., A. Langston, D. Sebastion et G. Wilson. 2005. The limnology of Williston Reservoir: British Columbia's largest lacustrine ecosystem. Water Quality Research Journal of Canada 31:153-162.

Taylor, E.B. et M. Yau. 2013. Microsatellite DNA analysis of bull trout (*Salvelinus confluentus*), Arctic grayling (*Thymallus arcticus*), and mountain whitefish (*Prosopium williamsoni*) in the Peace River and tributaries near the proposed BC Hydro Site C hydroelectric development in northeastern British Columbia: 2006-2011. Report for BC Hydro Site C Clean Energy Project.

Wetzel, R.G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. Academic Press, San Diego, CA, USA. 1006 p.

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : 250-756-7208
Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2014. Examen technique des effets du projet d'énergie propre du site C sur les poissons de la rivière de la Paix (Colombie-Britannique) et leur habitat. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/011.

Also available in English:

DFO. 2014. Technical Review of the Effects of the Site C Clean Energy Project on Fish and Fish Habitat of the Peace River, British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2014/011.